

AVALIAÇÃO DA DISPONIBILIZAÇÃO E PERDAS DE FÓSFORO POR DRENAGEM APÓS APLICAÇÃO AO SOLO DE UM COMPOSTO

Vera Mónica Pires Cipriano

Dissertação apresentada ao Instituto Politécnico de Castelo Branco para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Gestão Agro-Ambiental de Solos e Resíduos, realizada sob a orientação científica da Doutora Maria do Carmo Simões Mendonça Horta Monteiro, Professor Adjunto do Departamento de Ciências da Vida dos Alimentos da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco

Agradecimentos

Segundo James Fredericks “Grande parte da vitalidade de uma amizade reside no respeito pelas diferenças, não apenas em desfrutar das semelhanças.” Durante este ano tive oportunidade de constatar este facto. Desejo neste momento, agradecer:

- À minha família por todo o apoio manifestado e traduzido em actos simples e singelos, por vezes quase imperceptíveis, mas que estiveram sempre aí;
- À professora Doutora Maria do Carmo Simões Mendonça Horta Monteiro, a minha orientadora, pela disponibilidade para esclarecer as mais diversas questões, leitura e critica do trabalho;
- Às analistas do Laboratório de Solos e Fertilidade da Escola Superior Agrária de Castelo Branco, pelo tempo que disponibilizaram na realização das análises, ajuda e preocupação para comigo;
- Não posso também deixar de referir que sem a permissão da empresa TRABITE - Tratamento Ambiental, Lda. não poderia ter usufruído deste trabalho, pois, sem a cedência do composto e autorização para publicação dos dados não teria sido possível.

A todos muito bem-haja!

Palavras chave

Composto, Fertilização, P dissolvido, P inorgânico, P Olsen, P orgânico.

Resumo

O uso de resíduos orgânicos compostados pode ser uma alternativa relativamente à utilização de fertilizantes fosfatados, de forma a otimizar a gestão sustentável de um recurso natural finito, como são as reservas de fosforite, exploradas para obtenção de adubos fosfatados.

Durante 17 semanas realizou-se um ensaio de incubação, comparando o efeito sobre a disponibilidade de P, decorrente da utilização de um composto e um adubo fosfatado. Utilizaram-se dois níveis de aplicação de P (60 kg/ha e 120 kg/ha de P_2O_5). Avaliou-se a disponibilidade em P ao longo do tempo, após incorporação no solo dos referidos fertilizantes, e quantificaram-se também as perdas de P que poderão ocorrer por drenagem interna.

Ao longo do ensaio, foram feitas 8 colheitas de amostras, onde se determinaram o P biodisponível, quantificado pelos métodos de Egnér *et al* 1960 e Olsen *et al* 1954 (P-Al e P-Olsen), o P inorgânico, o P orgânico e a matéria orgânica. Após a 8ª colheita o solo foi regado até à capacidade de campo e colocado em colunas de lixiviação, sendo aplicada uma quantidade de água por cada repetição em quantidade suficiente para originar lixiviação através de toda a coluna de solo. Passadas 24h recolheu-se o lixiviado. Efectuou-se ainda outra colheita do lixiviado após 72h, o que correspondeu ao total de água lixiviada. Nestes lixiviados quantificou-se o P dissolvido e o P orgânico

No final do ensaio o composto apresentou, na dose mais elevada, um teor de P biodisponível, semelhante ao obtido pela aplicação do adubo à mesma dose. Isto significa que a nutrição em P das culturas será assegurada de igual forma com a aplicação de adubo ou de composto nas doses referidas.

A aplicação de P ao solo traduziu-se por um aumento no teor em P dissolvido da água lixiviada independentemente da aplicação ser através do composto ou do adubo. No entanto, o composto reduziu significativamente as perdas de P para as águas de drenagem interna após 24h de lixiviação, atingindo após este período, valores inferiores ao limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ relativamente ao impacto na qualidade das águas subterrâneas. Ambos os fertilizantes, composto e adubo, não originaram aumentos significativos nas perdas de P orgânico para as águas de drenagem interna do solo.

Estes resultados sugerem que o uso deste composto como fonte P para as culturas é agronomicamente possível.

Keywords

Compost, Fertilization, dissolved P, inorganic P, Olsen P, organic P.

Abstract

The use of compost in agriculture could be an alternative to the use of phosphate fertilizers, in order to improve the sustainable management of a finite natural resource like the phosphate rocks explored to obtain phosphate fertilizers.

During 17 weeks, an incubation trial was made to determinate the P availability from a composted material compared with a phosphate fertilizer. Two amounts of P were used (60kg/ha and 120kg/ha of P₂O₅). The availability of P through the time was evaluated, after the application of the two fertilizers in the soil and were calculated the losses of P that could occur due to internal leaching.

During the trial, 8 samples of soil were collected to determinate the bioavailable P quantified by the Egner et al. (1960) (P-Al) and Olsen et al. (1954) (P-Olsen) methods, inorganic P, organic P and organic matter. After collecting the 8th sample the remaining soil was irrigated till its field capacity and passed to leaching columns, then, sufficient amount of water was applied in order to achieve leaching in the entire column. 24 hours after, the leaching extract was recollected. Another collect was made 72 hours after the first which corresponded to the total amount of the lixiviated water. The dissolved P and organic P were calculated in this lixiviated extract.

In the end of the experiment the compost showed, in the highest dose a level of bioavailable P similar to the one obtained with the P fertilizer at the same dosage. This means that the P nutrition of the crops will be similar, either with the application of the compost or with the fertilizer, on the above referred dosages.

The P application to the soil resulted in an increment of the dissolved P level, in the lixiviated water on both, compost and fertilizer applications. Nevertheless, the compost reduced significantly the P losses to the lixiviated water after 24 hours of leaching, achieving after that period, inferior values regarding the limit of 0,1mg L⁻¹ that determine the negative impact in the subsurface water. Both fertilizers didn't increased significant organic P losses to the internal drainage water of the soil.

This trial results suggest, that the use of compost as a P source to the crops can be an agronomical solution.

Índice geral

1.	INTRODUÇÃO.....	1
2.	FÓSFORO (P)	3
2.1.	Formas de Fósforo (P) no solo	3
2.2.	Dinâmica do P	5
2.2.1.	Sorção.....	5
2.2.2.	Desorção.....	7
2.3.	Fósforo e os riscos para o ambiente	7
2.4.	Resíduos orgânicos como fonte de P.....	10
3.	MATERIAL E MÉTODOS	12
3.1.	Material utilizado	12
3.1.1.	Solo Inicial.....	12
3.1.2.	Composto.....	13
3.2.	Preparação das modalidades.....	13
3.2.1.	Ensaio de incubação	15
3.2.2.	Ensaio de lixiviação do P	15
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	17
4.1.	Caracterização do solo do ensaio	17
4.2.	Caracterização do composto utilizado no ensaio.....	17
4.3.	Evolução da Matéria Orgânica e das formas de P	19
4.4.	Avaliação nos lixiviados	26
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	29
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30

Índice de figuras

Figura 1	Ciclo do Fósforo no solo	3
Figura 2	Formas de Fósforo na solução do solo de acordo com o pH	4
Figura 3	Mecanismo de adsorção do P na superfície do óxido de Alumínio.....	6
Figura 4	Relação entre a produção da cultura, o P obtido na análise de solo e o risco potencial de problemas ambientais	8
Figura 5 -	Pesagem da amostra até à capacidade de campo	15
Figura 6 -	Colunas de Lixiviação	16
Figura 7 -	Evolução da Matéria Orgânica ao longo do período de incubação	19
Figura 8 -	Evolução do P-Al ao longo do período de incubação.....	21
Figura 9 -	Evolução do P-Olsen ao longo período de incubação	22
Figura 10 -	Evolução do P _i ao longo período de incubação	24
Figura 11 -	Evolução do P _o ao longo período de incubação	25

Índice de tabelas

Tabela 1 -	Teor em Fósforo (P_2O_5) e em Azoto (N) de alguns resíduos orgânicos	11
Tabela 2 -	Metodologia analítica utilizada na caracterização do solo	12
Tabela 3 -	Metodologia Analítica utilizada na caracterização do Composto.....	13
Tabela.4 -	Modalidades utilizadas no ensaio.....	14
Tabela 5 -	Data de colheita das amostras.....	15
Tabela 6 -	Valores obtidos através da análise ao solo	17
Tabela 7 -	Caracterização analítica do composto e elementos minerais adicionados ao solo nos tratamentos efectuados	18
Tabela 8 -	Valores médios e nível de significância da Matéria Orgânica	20
Tabela 9 -	Valores médios e nível de significância P-Al	22
Tabela 10 -	Valores médios e nível de significância do P-Olsen	23
Tabela 11 -	Valores médios e nível de significância do P_i	24
Tabela 12 -	Valores médios e nível de significância do P_o	26
Tabela 13 -	Valores médios e nível de significância do P dissolvido inorgânico e P orgânico da água após 24 e 72 horas de lixiviação.....	27
Tabela 14 -	Nível de significância do P dissolvido e P orgânico da água após 24 e 72 horas de lixiviação, relativamente ao tipo de fertilizante aplicado	27

1. Introdução

O fósforo (P) é um elemento essencial a qualquer forma de vida. Os níveis de fósforo no solo são de uma forma natural relativamente baixos, o que tem levado a uma utilização repetida de adubos fosfatados e de resíduos orgânicos provenientes de actividades pecuárias, com o intuito de aumentar a quantidade deste nutriente no solo e consequentemente a produção agrícola.

O fósforo, em geral, existe em maior quantidade nos horizontes superficiais que nos sub-superficiais, devido ao uso agrícola do solo. O P total do solo distribui-se entre formas orgânicas (P_o) e formas inorgânica (P_i). A proporção entre estas formas depende fundamentalmente do uso do solo, extensivo/intensivo. Verifica-se que devido ao uso contínuo de fertilização fosfatada existe actualmente uma sobresaturação em P na maioria dos solos agrícolas com uso mais intensivo, o que conduz a perdas de P para as águas de drenagem, escoamento superficial e sub-superficiais. Este facto, tem contribuído para a eutrofização acelerada dos cursos de água na maior parte dos países desenvolvidos.

Em alguns países, sobretudo da Europa e América do Norte incluindo algumas zonas de Portugal com grande densidade animal, existem solos com elevado níveis de fósforo, o que faz com que não haja resposta por parte das plantas ao fertilizante aplicado. Esta sob fertilização representa um risco ambiental, pois pode conduzir à eutrofização das águas superficiais devido à perda de P por poluição difusa.

Quando ocorrem grandes chuvadas, que excedem a capacidade de infiltração do solo, a água esco superficialmente, podendo arrastar quantidades consideráveis de solo, ou seja,

causar menor ou maior erosão. Por isso, tanto o fósforo dissolvido na solução do solo, como adsorvido na matriz pode ser perdido nesta situação (Varennnes 2003).

Alguns resíduos orgânicos possuem quantidades elevadas de P total. No entanto este P encontra-se na forma orgânica e inorgânica. A mobilidade do P no solo dependerá da quantidade de P inorgânico e da taxa de mineralização do P orgânico. Em resíduos com baixa C/N, espera-se uma elevada taxa de mineralização e portanto uma elevada disponibilidade de P no solo com potencial para ser transferido para as águas de drenagem interna do solo.

Segundo o Decreto-lei 178/2006 de 5 de Setembro alterado pelo Decreto-Lei 73/2011 de 17 de Junho, considera-se prioritário reforçar a prevenção da produção de resíduos e fomentar a sua reutilização e reciclagem com vista a prolongar o seu uso na economia antes de os devolver em condições adequadas ao meio natural. Além disso, considera importante promover o pleno aproveitamento do novo mercado organizado de resíduos como forma de consolidar a valorização dos resíduos, com vantagens para os agentes económicos, bem como estimular o aproveitamento de resíduos específicos com elevado potencial de valorização.

Em conformidade com a hierarquia dos resíduos como princípio fundamental da política de ambiente, promove-se o incentivo à recolha selectiva, em particular dos biorresíduos e estabelece-se um enquadramento regulamentar para a livre comercialização dos resíduos orgânicos após compostagem para valorização agrícola.

Assim, o conhecimento da disponibilização de P para o solo proveniente de resíduos orgânicos ricos em P e do seu comportamento no solo é da maior importância sob o ponto de vista agronómico e ambiental.

Deste modo, este trabalho tem como principal objectivo avaliar a disponibilização e perdas de P por drenagem após aplicação ao solo de um produto compostado.

Os objectivos específicos do presente trabalho são:

- i. Avaliar a disponibilidade em P ao longo do tempo, após incorporação no solo de um composto com um teor em P elevado;
- ii. Quantificar perdas de P por drenagem interna, após aplicação deste composto.

A comparação será feita relativamente a um adubo fosfatado.

2. FÓSFORO

Apresenta-se neste capítulo um enquadramento teórico acerca do comportamento do P no solo.

2.1. Formas de Fósforo (P) no solo

O teor de P num solo depende do material original e do seu grau de meteorização, sendo normalmente baixo, varia entre 50 a 5000 mg P kg⁻¹ (Frossard *et al.*, 2000. Varennes, 2003. Horta e Torrent, 2010).

A principal fonte de P no solo é a apatite (Smeck, 1985. Börling, 2003. Horta, 2010). Durante a pedogénese do solo, o P proveniente da apatite, vai sendo transformado noutras formas inorgânicas e orgânicas, quer através da conjugação com outros minerais secundários, quer através da absorção das plantas e microrganismos (Figura 1). Em solos ácidos os minerais secundários que se formam são essencialmente fosfatos de Ferro e Alumínio como a variscite ou a strengite, em solos com pH neutro ou alcalino predominam os fosfatos de Cálcio (Börling, 2003). Estas formas são muito estáveis e apesar de sofrerem uma lenta meteorização e libertarem iões fosfato, pouco contribuem para a alimentação das plantas (Varennes, 2003).

Quando o P é absorvido pelas plantas e microrganismos formam-se diversas formas de P orgânico como fitatos, ácidos nucleicos, fosfolípidos e substâncias húmicas, podendo ainda encontrar-se na solução do solo pequenas moléculas fosfatadas, como os açúcares-fosfato. Existe normalmente uma relação estreita entre o P orgânico e o teor de matéria orgânica do solo e 20-80% do P total dos solos pode existir em formas orgânicas (Börling, 2003).

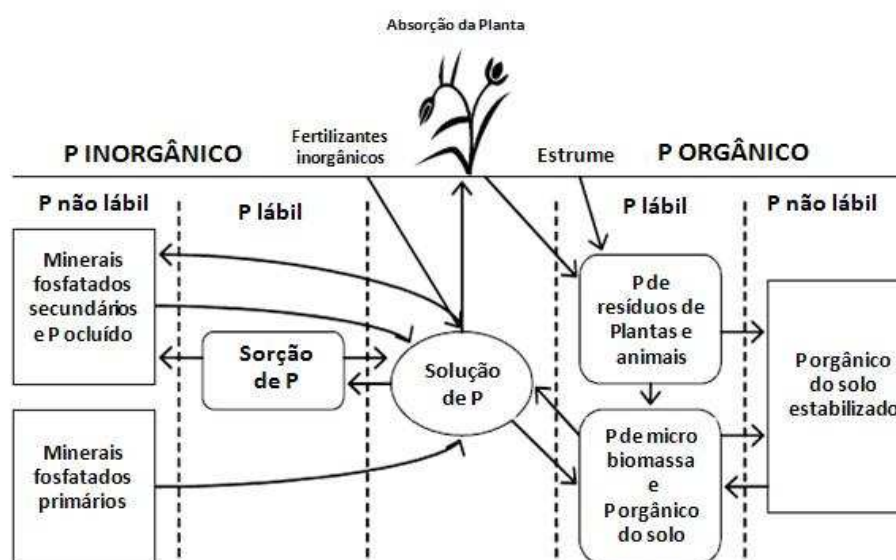


Figura 1 - Ciclo do Fósforo no solo (Adaptado de Börling, K. 2003 e Chauhan *et al.* 1981)

O balanço entre formas orgânicas e inorgânicas do P no solo, parece ser em parte controlado pela produção da enzima fosfohidrolase, libertada pelas raízes das plantas e que catalisa a mineralização do P orgânico (Horta e Torrent, 2010).

A maior parte do P no solo existe numa forma não lábil como os minerais fosfatados primários e secundários, o P fixado e o P orgânico estabilizado. Estas formas só estarão disponíveis através de dissolução ou mineralização. O P adsorvido na superfície dos óxidos, hidróxidos e argila e uma parte do P orgânico constitui a reserva de P lábil que é bastante menor do que a reserva de P não lábil (Börling, 2003).

O P lábil do solo é determinante para as plantas controlarem a produção da fosfohidrolase. Esta enzima é produzida quando há necessidade em P e reprimida quando existe um adequado fornecimento deste nutriente. Em solos onde o P lábil é elevado, a produção da enzima é reprimida o que leva a que quando a matéria orgânica se mineraliza, o P orgânico mantém-se estável apesar da oxidação do Carbono. Quando o P lábil está baixo, a produção da enzima é induzida, havendo um aumento do P inorgânico devido a hidrólise dos esteres de fosfato, que ocorre mais rapidamente do que a oxidação do Carbono. Este processo é denominado “mineralização bioquímica” pelo facto de ser o produto final (P lábil) a controlar a taxa de reacção de mineralização do P orgânico (Horta e Torrent, 2010).

O P inorgânico existente na solução do solo encontra-se sobretudo nas formas de iões dihidrogenofosfato (H_2PO_4^-) e hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}), com um equilíbrio dependente do pH. O primeiro destes iões fosfato é o que predomina em pH 5-7, sendo também o mais absorvido pelas plantas. Segundo Lindsay *et al* (1989) a pH 7,2 estes dois iões têm actividade idêntica e o seu rácio modifica-se por um factor de 10 por cada mudança de unidade de pH (Figura 2).

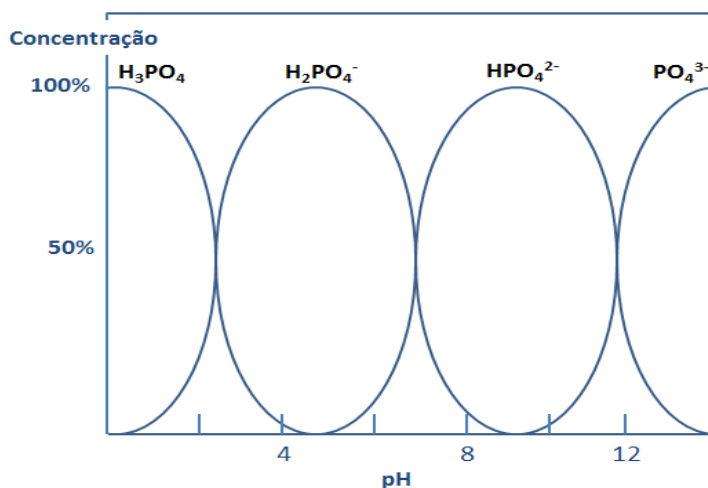


Figura 2 - Formas de Fósforo na solução do solo de acordo com o pH (Adaptado de Varennes, 2003)

A quantidade de P disponível para as plantas está directamente associada ao P lábil. Este é o P do solo que está num equilíbrio dinâmico com o P da solução do solo e que corresponde à quantidade de P do solo que pode ser trocado isotopicamente (radioisótopo ^{32}P), num dado período de tempo (Olsen e Khasawneh, 1980. Fixen e Grove, 1990. Silva e van Raij 1999), o P lábil em termos agronómicos tem sido considerado como o P que pode passar para a solução do

solo num período de 24 horas, considerando que é este o período de absorção de fósforo pelas raízes numa determinada zona do solo.

O P lábil e o P disponível para as plantas não são conceitos exactos nem definidos e dependem do tempo e da técnica de análise usada na sua determinação.

2.2. Dinâmica do P

A disponibilidade do P no solo está hoje em dia relacionada com a conceptualização dos factores intensidade, quantidade e capacidade (Gunary e Sutton, 1967 e Larsen, 1974). As plantas necessitam de um fornecimento contínuo de P na solução do solo, o factor intensidade (I), que depende da reposição do P lábil, representado pelo factor quantidade (Q), ou a reserva de P no solo. O factor capacidade (Q/I), definido pelo equilíbrio dinâmico entre a quantidade de P (Q) e o P em solução (I) é conhecido como “poder-tampão” de fosfato, que é uma medida da capacidade do solo em manter um nível determinado de P na solução do solo (Beckett e White, 1964), tendo em conta que as plantas só absorvem o P que se encontra na solução do solo.

Sempre que o P vai sendo removido da solução do solo, o factor capacidade (Q/I) é o responsável pela manutenção de uma concentração adequada de P na solução através da desorção. Quando o contrário acontece e a concentração de P na solução do solo aumenta (por exemplo, devido a uma adubação), estabelece-se um novo equilíbrio, aumentando a quantidade de P associado à fase sólida através do processo de sorção. As características das superfícies adsorventes da fase sólida (quantidade e tipo) assim como o valor de pH e a concentração de outros iões em solução, são os factores mais relevantes nos processos de sorção/desorção de fosfato (Horta e Torrent, 2010).

2.2.1. Sorção

A sorção do P é uma sequência contínua de dois processos, um rápido, que consiste na adsorção reversível e outro mais lento e praticamente irreversível que é a precipitação (van der Zee e van Riemsdijk, 1988).

Nos solos ácidos a sorção do P ocorre principalmente na superfície dos óxidos e hidróxidos de Ferro e Alumínio (Figura 3). Considera-se que o fosfato é adsorvido principalmente na esfera interna destes complexos através de ligações covalentes entre o ião fosfato e o ião metálico, o que significa a que a sorção ocorre em pontos específicos dos óxidos e hidróxidos, sem que haja moléculas de água entre a superfície e o ião fosfato (Börling, 2003). No entanto a adsorção dos fosfatos pode vir a ser reforçada com ligações iónicas mais fortes e devido a várias reacções parte dos fosfatos podem ficar ocluídos em nanoporos existentes nos óxidos de Ferro e Alumínio (Arai e Sparks, 2007).

Como a adsorção de fosfato, caracterizada pela selectividade das superfícies adsorventes, é influenciada pelo pH e pela concentração do electrólito (pois estes determinam a disponibilidade de cargas eléctricas positivas), temos que elevados valores de pH, baixa

superfície específica dos minerais de argila e baixa concentração de fosfato na solução do solo, conduzem a uma pequena adsorção (Horta e Torrent, 2010).

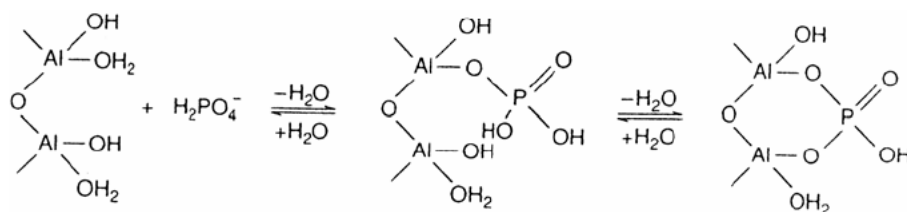


Figura 3 - Mecanismo de adsorção do P na superfície do óxido de Alumínio

Segundo Horta e Torrent (2010), a retenção de fosfato nos carbonatos pode ocorrer através de adsorção específica ou de precipitação superficial de fosfatos de Cálcio. No entanto nos solos calcários, tal como nos não calcários, a sorção parece estar maioritariamente relacionada com os óxidos de Ferro desde que o seu teor não seja demasiado baixo.

Quanto à precipitação, esta acontece de uma forma lenta e gradual, normalmente devido ao aumento de fosfato na solução do solo que acabam por esgotar as superfícies específicas de adsorção. Nos solos ácidos predominarão os fosfatos de Fe e Al. Nos solos ricos em matéria orgânica, a precipitação ocorre devido à presença maioritária de complexos organo-metálicos de Fe e Al (Horta e Torrent, 2010). Nos solos calcários o P precipita com o Ca, formando inicialmente fosfato di-cálcico que poderá ficar disponível para as plantas. Com o passar do tempo este fosfato de Cálcio pode ser transformado em formas mais estáveis como o fosfato octo-cálcico e a hidroxi-apatite que estão menos disponíveis para as plantas (Arai e Sparks, 2007, citado por Sheng *et al.*, 2011).

Para avaliar a sorção dos minerais e solos, usam-se as curvas de sorção (Olsen, e Khasawneh, 1980, Barrow, 1980, Sample *et al.* 1980, Fixen e Grove, 1990) e as equações que as descrevem, como as de Langmuir ou Freundlich (Fernandes e Warren, 1994, Horta e Torrent, 2010).

Estas curvas de sorção, ou curvas Q/I resumem o equilíbrio entre o P sorvido (Q) e o P presente em solução (I) para um determinado intervalo de concentração do P em solução. A capacidade tampão do solo para o fosfato é dada pelo declive da curva para um determinado valor de concentração, ou seja a variação de P adsorvido por cada unidade de mudança na concentração de P na solução do solo (Horta e Torrent, 2010). A capacidade tampão é de grande importância prática, pois indica a possibilidade do solo em manter uma concentração adequada de P em solução ao longo do tempo, permitindo estimar as necessidades em adubos fosfatados para uma dada cultura, tendo em conta também o risco que haverá de perdas de P.

No estudo anteriormente referido, com amostras representativas dos solos agrícolas em Portugal, Horta e Torrent (2010), concluíram que nestes solos a sorção do P e a sua dinâmica são controladas por compostos de baixa cristalinidade (com superfície de carga variável) e compostos organo-metálicos de Fe e Al. As curvas de sorção obtidas mostraram que os solos têm baixas a médias necessidades em Fósforo, como consequência do material que os originou e grau

de meteorização. Estes solos apresentam uma capacidade tampão que apesar de variável, é normalmente baixa ou média.

2.2.2. Desorção

A desorção será a passagem para a solução do solo do P previamente sorvido pela fase sólida. Existe no entanto uma histeresis no processo de sorção/desorção de P, atribuída a uma irreversibilidade de sorção (Horta e Torrent, 2010). Esta irreversibilidade foi atribuída a vários factores como a precipitação (Veith e Spozito, 1977, citado por Fixen e Grove, 1990), oclusão (Uehara e Gillman, 1981, citado por Fixen e Grove, 1990), difusão para o estado sólido (Barrow, 1983, citado por Fixen e Grove, 1990) e ligações binucleares com superfícies coloidais (Hingston *et al.*, 1974, Taylor e Ellis, 1978, citados por Fixen e Grove, 1990).

Fixen e Grove (1990) citando Barrow (1980) refere que a histeresis da sorção é função do tempo, da concentração inicial do P e do tipo de colóides. Este autor citando, Bache e Ireland (1980), Olsen e Khasawneh (1980) e Wolf *et al.* (1986), refere ainda a utilização de resinas de troca aniónica e curvas de desorção (citando White, 1980 e Barrow, 1983) para determinar este parâmetro.

Estes autores citando Barrow (1980) referem ainda que os dados das curvas obtidas em laboratório não coincidem com os dados obtidos tendo por base as exportações das culturas, indicando que o conhecimento do papel das raízes na dinâmica do P ainda está incompleto. Em relação a este aspecto Wang e Nancollas (2008) citados por Sheng *et al.* (2011), referem a importância da acção acidificante da rizosfera como estratégia eficiente para mobilizar P nos solos calcários, nomeadamente na dissolução da hidróxi-apatite.

Horta e Torrent (2010), no estudo de 32 unidades pedológicas já referido anteriormente, utilizando como “sink” de P uma resina de troca aniónica em forma de Cl^- e um modelo matemático constituído pela soma de duas equações tipo Michaelis-Menten, concluíram que a quantidade de P desorvido por estes solos provém maioritariamente do P sorvido na superfície de minerais de distinta cristalinidade ou ocluído em minerais pouco cristalinos, em complexos organo-metálicos e em fosfatos de relativa alta solubilidade. A dissolução de fosfatos, a dissolução intra e interagregados e, possivelmente, a mineralização do P orgânico pareceram contribuir para uma desorção mais lenta. Estes autores concluíram ainda que o método de Olsen está bem relacionado com a quantidade de P desorvida no solo e quantifica parte do P sorvido nas superfícies das fases sólidas activas de Fe e Al, de rápido intercâmbio e parte do P numa reserva mais lenta de intercâmbio, cuja desorção depende da dissolução de fosfatos, da dissolução intra e interagregados e da taxa de mineralização do P orgânico.

2.3. Fósforo e os riscos para o Ambiente

Uma parte do P existente nos solos pode ser transportada via erosão, escoamento superficial e transporte subsuperficial (Heathwaite e Dils, 2000) para os meios aquáticos, acelerando os processos de eutrofização (Sharpley *et al.*, 2001). Este elemento limita a

produtividade das águas doces em rios e lagos, tendo como limiar crítico 0,02 a 0,035 mg $P_t.L^{-1}$ (Varenes, 2003).

Durante muitos anos, apenas a erosão e o escoamento superficial foram considerados as principais causas de eutrofização, uma vez que o P apresenta uma forte ligação ao solo, o transporte subsuperficial não era considerado, no entanto hoje é reconhecido que este tipo de transporte do P nos solos agrícolas tem de ser considerado, uma vez quando estes solos apresentam excesso de P, baixa capacidade de sorção, alto teor de matéria orgânica e lençóis freáticos superficiais, são vulneráveis à lixiviação do P (Sims *et al.*, 1998) como se referiu para além da capacidade de sorção de P ser limitada existe um equilíbrio dinâmico entre o P sorvido na fase sólida do solo e P em solução. Este transporte pode ocorrer com o P quer na forma dissolvida, quer adsorvido em partículas de solo que sejam elas próprias transportadas. No primeiro caso o P está directamente bio-disponível e afecta a eutrofização num curto espaço de tempo, no segundo caso também pode ocorrer eutrofização devido à desorção e mineralização que as partículas de solo sofrem quando entram num meio aquático com condições químicas distintas como por exemplo o pH e o potencial redox (Börling, 2003).

Segundo Sharpley *et al.* (1994), décadas de adubações excedendo a quantidade removida pelas culturas, fizeram com que o nível de P nos solos aumentasse para além da sua capacidade de sorção. Este facto é reflectido nos resultados das análises de solo utilizadas para a recomendação de fertilizações que visam o aumento das produções das culturas. No entanto, as adubações ao longo do tempo, podem colocar o P em níveis acima do recomendado para uma produção óptima (Figura 4). Uma vez excedidos estes níveis, o potencial de perda de P por escoamento superficial, erosão e de drenagem interna é maior do que qualquer benefício agronómico de futuras aplicações de P.

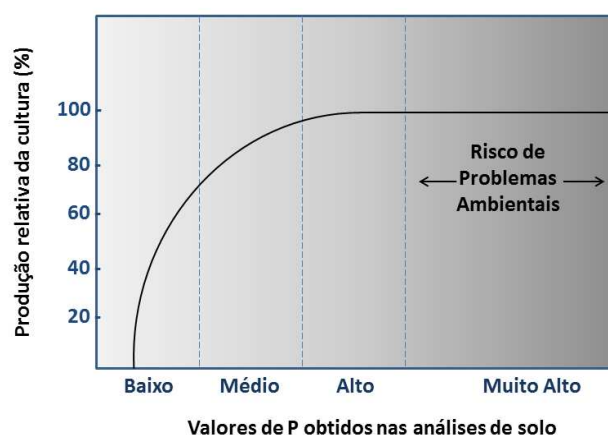


Figura 4 - Relação entre a produção da cultura, o P obtido na análise de solo e o risco potencial de problemas ambientais (Adaptado de Sharpley *et al.* 1994)

Se inicialmente a aplicação sucessiva de fertilizantes aumentou os níveis de P nos primeiros 15 cm de solo, hoje em dia com a não mobilização, o P aplicado nos adubos fica mais concentrado na camada de solo mais sensível ao escoamento superficial (1-2,5 cm).

A aplicação recorrente de estrumes e resíduos orgânicos ao longo dos anos, também contribui para este problema. O problema nestes casos foi o facto de se ter em conta essencialmente apenas o teor em Azoto destes materiais e as necessidades das culturas neste elemento, contribuindo para que os níveis de P fossem subindo quase sem que houvesse especial atenção (Sharpley *et al.*, 1994).

A lixiviação subsuperficial que até então era tida como pouco importante quando comparada com a erosão e o escoamento superficial, começou nas últimas duas décadas a ganhar importância, principalmente em duas situações, a primeira em solos onde a água acesse rapidamente o perfil do solo através de fendas e bioporos e apenas uma parte do subsolo esteja em contacto com o soluto, fazendo com que a água acesse o subsolo sem passar na zona de sorção e o P contido nela seja lixiviado. A segunda situação são os solos arenosos altamente fertilizados ou solos orgânicos com pouca capacidade de sorção e lençóis freáticos próximos da superfície, neste caso o P pode ultrapassar a capacidade de sorção e o solo não tem capacidade de manter o P no seu perfil (Börling, 2003). No entanto, também noutros tipos de solos foram encontrados níveis de P nas águas de drenagem subsuperficial, altos o suficiente para causar danos ambientais (Horta, Batista, Roque e Almeida (s,d)).

As análises de solo em laboratório têm normalmente um propósito agronómico, e por isso os métodos utilizados visam obter informação que possa ajudar a programar planos de fertilização, não avaliando os riscos de lixiviação do P.

Heckrath *et al.* (1995) no Broadbalk Continuous Wheat Experiment em Rothamsted (Reino Unido) verificaram uma forte relação entre o P lixiviado e o P determinado pelo método de Olsen (Olsen *et al.* 1954). Neste ensaio sempre que P-Olsen estava abaixo de 60 mg.kg⁻¹, as perdas por lixiviação eram baixas, acima deste valor aumentavam rapidamente. Este valor foi chamado de “change-point”, em teoria até este valor o P estará sorvido muito fortemente e a taxa de desorção é baixa, acima deste valor o P está sorvido quer através de ligações específicas de forte energia, quer através de ligações de baixa energia, fazendo com que a desorção aumente (Börling, 2003).

Börling (2003) refere vários autores (Hesketh & Brookes, 2000; Kleinman *et al.*, 2000; Dowell *et al.*, 2001; Koopmans *et al.*, 2002), para alertar que este valor é muito sensível às condições laboratoriais e que mesmo conseguindo calcular um “change-point”, este valor teria de ser calculado individualmente para cada solo.

Outras limitações quanto à utilidade agro-ambiental deste parâmetro são apontadas por Horta e Torrent (2010), nomeadamente: (a) quando a relação solução: solo é elevado e/ou é pequeno o intervalo de valores de P dos solos, as relações entre Q/I (factor capacidade) em vez de formarem uma curva, são lineares e não há identificação do “change-point”, (b) amplos intervalos de valores de P no solo, podem resultar mais do que um valor de “change-point”, (c) em geral, o valor do “change-point” enquanto indicador agronómico corresponde a um valor de P na solução do solo, superior ao admissível em termos ecológicos para a qualidade da água subterrânea.

Horta e Torrent (2010), no estudo com 32 unidades pedológicas representativas dos solos em Portugal concluíram que a capacidade de retenção de fosfato destes solos está

essencialmente saturada para valores de P-Olsen de 50 mg kg^{-1} (Change Point) e consideram as perdas de P em águas de drenagem interna para valores de 20 mg kg^{-1} . Para valores superiores a este a capacidade de retenção de fosfato pelo solo é baixa e tanto a quantidade de P desorvida para electrólitos diluídos como a absorvida pelas plantas é alta.

Outro método que permite determinar um nível de P no solo acima do qual, poderá haver problemas ambientais, foi inicialmente utilizado na Holanda e é denominado Grau de Saturação em Fósforo (van der Zee, *et al.*, 1987).

Este parâmetro calculado como $\text{GSF}_{(\%)} = (\text{Pox}/0,5(\text{Feox}+\text{Alox})) (\text{mmol kg}^{-1})$, tem uma correlação significativa com o P desorvido e dissolvido na água de drenagem. Valores acima de 25% indicam risco elevado de perda de P por escoamento ou drenagem relativamente ao valor standard de qualidade de água subterrânea de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Este método apresenta também algumas limitações uma vez que o valor crítico de GSF varia também com outras características do solo, sendo conveniente agrupar os solos com características semelhantes em pH, textura, processos pedogénicos e para cada grupo determinar o nível crítico. Outra limitação é a utilização para todos os solos do valor 0,5 como factor de saturação, na equação acima referida, o que leva nalguns casos a uma sobrestimação (Horta e Torrent. 2010).

2.4. Resíduos Orgânicos como fonte de P

Como já foi referido anteriormente, o P solúvel do solo quer seja proveniente de rocha fosfatadas, fertilizantes, resíduos orgânicos ou matéria orgânica tende sempre a perder parte da sua biodisponibilidade, uma vez que forma compostos de baixa solubilidade com o Cálcio, Ferro e Alumínio. Pode também ficar ligado às superfícies específicas de certos minerais de argila e dos óxidos de Ferro e Alumínio.

A maioria das culturas recupera 10 a 30% do P dos fertilizantes no primeiro ano após a aplicação sendo que a disponibilidade deste nutriente dependerá de várias condições: quantidade e tipo de argilas; tempo de contacto do P com os colóides do solo; arejamento, humidade e temperatura do solo; compactação; teor de P no solo; interacção com outros nutrientes, em especial com o N-NH_4^+ , Cálcio, Enxofre e Zinco; espécie vegetal e pH (Lopes, 1998, citado por Chiba, 2005).

A utilização de resíduos orgânicos como fonte de P pode trazer vantagens, quando associada a fertilizantes fosfatados, pois para além de baixar o custo do P e o uso de fertilizantes fosfatados provenientes da exploração de um recurso natural finito e não renovável, poderá também reduzir a fixação do P pelo Fe e Al devido à complexação destes pela matéria orgânica presente no resíduo (Sommers e Sutton, 1980).

O teor em P da fracção sólida dos resíduos urbanos tende a aumentar uma vez que os tratamentos efectuados retiram cada vez mais P aos efluentes, acumulando-o nos biosólidos (Jenkins *et al.*, 2000). A aplicação de lamas pode alterar a dinâmica do P no solo devido à elevada carga orgânica e a quantidade de outros elementos, nomeadamente Ferro, Alumínio, Cálcio e Magnésio que é introduzida no sistema (Hue, 1995). Quando se utilizam lamas tratadas com Ferro, grande parte do P fica indisponível para as plantas pois sítios específicos de ligação

iónica estão ocupados. As altas quantidades de emendas químicas utilizadas para reduzir os níveis de P nos efluentes, uma vez que a matéria orgânica presente tende a complexar os iões que captam o P (Ca, Fe, Al) faz com que muitas vezes aumente a possibilidade de bloquear o P disponível no solo, fazendo com que o resíduo tenha uma acção fertilizante negativa (Anne *et al.*, 2000).

Em ensaios feitos por vários autores, utilizando resíduos orgânicos com diferentes origens e composição química verificaram que os que apresentavam maior teor em Fe e Al foram os que apresentaram menores quantidades de P disponibilizadas, levando-os a concluir que apesar de um resíduo poder conter P suficiente para as necessidades de uma determinada cultura, paralelamente pode ocorrer uma imobilização de P devido às ligações do P com o Fe e o Al (O'Connor *et al.*, 2004, Maguire *et al.*, 2000).

O facto da relação N:P ser mais baixa nos resíduos orgânicos (Tabela 1) do que o normalmente recomendado (7-11:1) (Horta e Torrent 2010), quando a aplicação destes produtos é feita levando em conta as necessidades em Azoto da cultura faz com que haja uma sobre aplicação de P ao solo se o solo em questão não for pobre neste elemento.

Tabela 1 - Teor em Fósforo (P_2O_5) e em Azoto (N) de alguns resíduos orgânicos

	Lamas de depuração (n=42)		Chorume de Bovinos (n=7)		Composto de Resíduos sólidos urbanos (n=5)		Estrume de Bovinos (n=2)	
	P_2O_5 %	N %	P_2O_5 %	N %	P_2O_5 %	N %	P_2O_5 %	N %
Média	1,67	3,79	0,034	2,85	0,28	1,77	1,39	2,76
Mediana	1,54	3,52	0,010	3,24	0,29	1,71		
Máximo	5,14	5,07	0,160	6,22	0,36	2,1	2,45	3,99
Mínimo	0,17	1,47	0,002	0,09	0,10	1,6	0,33	1,53
Desvio padrão	0,90	1,41	0,062	2,59	0,10	0,20	1,49	1,74

(Adaptado de Horta e Torrent.2010)

A aplicação contínua de resíduos orgânicos de origem animal tem conduzido a uma saturação da capacidade de sorção de P ao longo do perfil do solo. Paralelamente pode ainda diminuir a energia com que os fosfatos estão ligados à fase sólida do solo. Por estes motivos a utilização repetida deste tipo de compostos pode aumentar o risco de perda de P quer por drenagem interna quer por escoamento superficial (Horta e Torrent, 2010).

Horta e Torrent (2010) concluem que os solos portugueses têm uma média-baixa capacidade para adsorver P e são vulneráveis a perdas de P (mesmo quando o solo não apresenta valores muito elevados), sendo necessário uma cuidadosa gestão agronómica do P. Desta forma a utilização racional deste tipo de resíduos compostados, devem cumprir com o Decreto-lei 178/2006 de 5 de Setembro alterado pelo Decreto-Lei 73/2011 de 17 de Junho, considera-se prioritário reforçar a prevenção da produção de resíduos e fomentar a sua reutilização e reciclagem com vista a prolongar o seu uso na economia antes de os devolver em condições adequadas ao meio natural.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo, proceder-se-á à descrição sucinta dos procedimentos e métodos analíticos utilizados, para a concretização do presente trabalho.

3.1. Material Utilizado

3.1.1. Solo Inicial

O trabalho foi desenvolvido a partir de uma amostra de solo colhida nos primeiros 30 cm de profundidade. O solo utilizado foi um Regossolo (IUSS, 2006) localizado na Quinta da Sra. de Mércules, a sua caracterização foi efectuada no Laboratório de Solos e Fertilidade da Escola Superior Agrária de Castelo Branco (LSF). Na tabela 2 indicam-se os parâmetros analíticos avaliados e respectiva metodologia.

Tabela 2 - Metodologia analítica utilizada na caracterização do solo

Parâmetros		Metodologia	Unidades
Textura Manual		---	
Humidade		Secagem em estufa a 105°C até peso constante	%
pH (H ₂ O)		Norma ISO 10390:2005 - Potenciometria (em suspensão 1:2,5)	
pH (KCl)		Norma ISO 10390:2005 - Potenciometria (em suspensão 1:2,5)	
Condutividade eléctrica		Método Interno; suspensão de terra em água, 1:5	dS m ⁻¹
Matéria Orgânica - Solo Inicial		Método de Walkley & Black (Modificado)	%
Matéria Orgânica - Amostra		Método Gravimétrico - Incineração (Secagem a 180°C)	%
Potássio Assimilável (K ₂ O)		Método de Egnér <i>et al</i> 1960	mg kg ⁻¹
Fósforo “Biodispoinível”	P-Al	Método de Egnér <i>et al</i> 1960	mg P ₂ O ₅ kg ⁻¹
	P-Olsen	Método de Olsen <i>et al</i> 1954	mg P kg ⁻¹
Fósforo inorgânico (P _i)		Extracção: ácido sulfúrico 0,5N; doseamento: colorimetria por espectrofotometria de absorção molecular	mg P kg ⁻¹
Fósforo Total (P _t) Fósforo Orgânico (P _o)= (P _t -P _i)		Incineração e Extracção: ácido sulfúrico 0,5N; doseamento: colorimetria por espectrofotometria de absorção molecular	

3.1.2. Composto

Ao longo do trabalho o resíduo orgânico utilizado vai ser chamado de composto, visto ser um produto que sofreu o processo de compostagem aeróbia. O composto utilizado neste ensaio provém da compostagem de vários resíduos, materiais orgânicos de origem vegetal, como a serradura e casca de pinho e lamas de agro-indústria (polpa de fruta), materiais orgânicos de origem animal como lamas de depuração de ETAR urbanas e de matadouro e materiais inorgânicos como cinzas voláteis de centrais de biomassa. Foi cedido pela Empresa TRABITE - Tratamento Ambiental, Lda., e encontra-se em processo de legalização como fertilizante do solo. Foi colhida uma amostra representativa deste produto e analisada no LSF. Os parâmetros analisados e respectiva metodologia analítica encontram-se na tabela 3.

Tabela 3 - Metodologia analítica utilizada na caracterização do composto

Parâmetros	Metodologia	Unidades
Humidade	Norma EN 12880:2000 - Método Gravimétrico	%
pH (H ₂ O)	Norma EN NP 12176:2000 - Potenciometria (1:5)	
Condutividade eléctrica (1:5)	Método Interno (Conduvímetero)	dS m ⁻¹
Matéria Orgânica	Norma EN 12879:2000	%
Azoto (N-Total)	Norma EN 13342:1995 Método de Kjeldahl (Modificado)	%
Azoto (N-Org)		%
Azoto (N-NH ₄ ⁺)		%
Cloretos (Cl ⁻)	Método de Mohr	mg 100g ⁻¹
Fósforo total (P)	Norma EN 13346:2005 (Extracção por Água Régia) e doseamento por espectrofotometria de absorção molecular (colorimetria)	%
Potássio total (K) Cálcio total (Ca), Magnésio total (Mg), Sódio total (Na), Ferro Total (Fe), Manganês total (Mn)	Método de extracção com HCl (1+1) e doseamento por espectrofotometria de absorção atómica	% mg kg ⁻¹
Zinco total (Zn), Cobre total (Cu), Chumbo total (Pb), Cádmio total (Cd), Níquel total (Ni), Crómio total (Cr)	Norma EN 13346:2005 (Extracção por Água Régia) e doseamento por espectrofotometria de absorção atómica	mg kg ⁻¹

3.2. Preparação das Modalidades

Na instalação do ensaio e em cada repetição das várias modalidades utilizou-se 1,5 kg de terra crivada a 2mm. Na tabela 2 estão indicados os parâmetros que foram analisados na amostra durante o ensaio (P Biodisponível (P-Al e P-Olsen), P orgânico e P inorgânico) e a referida metodologia, na tabela 4 estão indicadas as modalidades ensaiadas.

Tabela 4 - Modalidades utilizadas no ensaio

Fertilizantes	Doses		
	0 kg P ₂ O ₅ /ha	60 kg P ₂ O ₅ /ha	120 kg P ₂ O ₅ /ha
Composto	0	CD1 ¹	CD2 ²
Adubo	0	AD1 ³	AD2 ⁴

O delineamento estatístico seguido foi o de bifatorial completa: dose de fósforo aplicada X tipo de fertilizante incorporado.

Foram efectuadas 4 repetições de cada modalidade num total de 24 vasos. Foi considerado como testemunha a modalidade sem aplicação de composto ou adubo.

Cálculo da quantidade de composto e adubo a aplicar por modalidade:

- Fósforo total do composto: 1,4 % P₂O₅
- Massa de terra fina por ha: 2000t

Composto:

3,2 g de composto seco a 80°C por cada vaso com 1,5 kg de terra corresponde à aplicação de 60 kg de P₂O₅/ha (CD1)

6,4 g de composto seco a 80°C por cada vaso com 1,5 kg de terra corresponde à aplicação de 120 kg de P₂O₅/ha de P₂O₅ (CD2)

Adubo (Superfosfato de cálcio a 18 %):

0,25 g de adubo por cada vaso com 1,5 kg de terra corresponde à aplicação de 60 kg/ha de P₂O₅ (AD1)

0,50 g de adubo por cada vaso com 1,5 kg de terra corresponde à aplicação de 120 kg/ha de P₂O₅ (AD2)

Colocação dos vasos à Capacidade de Campo

Colocou-se 1,5 kg de terra num vaso e aplicou-se água até ocorrer drenagem. O vaso foi tapado e deixado a drenar durante 24h. Após este período pesou-se novamente o vaso cujo peso corresponde à capacidade de campo. As modalidades foram mantidas durante todo o ensaio com um teor de água correspondente a 70% da capacidade de campo, procedendo-se ao seu ajuste por pesagem (Figura 5).

¹ CD1 – Amostra com a dose 1 de composto

² CD2 – Amostra com a dose 2 de composto

³ AD1 – Amostra com a dose 1 de Adubo (Superfosfato de cálcio a 18%)

⁴ AD2 – Amostra com a dose 1 de Adubo (Superfosfato de cálcio a 18%)



Figura 5 - Pesagem da amostra até à capacidade de campo

3.2.1. Ensaio de Incubação

O composto ou o adubo (moído finamente) foram incorporados e misturados com a terra e colocados a 70% da capacidade de campo. As caixas de incubação foram mantidas tapadas durante todo o período do ensaio, e colocadas dentro de uma estufa com temperatura controlada a 25 °C durante cerca de 4 meses, desde 31 de Janeiro de 2011 até 09 de Junho de 2011. De forma a oferecer as mesmas condições de temperatura a todas as caixas, estas eram rodadas de uma posição a intervalos de 2 dias, quando se procedia ao ajuste da humidade.

Durante o período de incubação foram retiradas amostras de terra para análise laboratorial de acordo com o seguinte esquema representado na tabela 5:

Tabela 5 - Data de colheita das amostras

Número de Colheita	Data
1ª (Início do Ensaio)	31 Janeiro 2011
2ª Colheita	15 Fevereiro 2011
3ª Colheita	1 Março 2011
4ª Colheita	14 Março 2011
5ª Colheita	29 Março 2011
6ª Colheita	13 Abril 2011
7ª Colheita	28 Abril 2011
8ª Colheita	9 Junho 2011

3.2.2. Ensaio de lixiviação do P

Após a 8ª colheita o solo foi regado até à capacidade de campo e colocado em colunas de lixiviação (Figura 6). Foi aplicada uma quantidade de água por cada repetição em quantidade suficiente para originar lixiviação através de toda a coluna de solo. Esta quantidade de água foi testada previamente com solo da mesma proveniência. Aplicaram-se 400 ml de água desionizada

por cada repetição. Passadas 24h recolheu-se o lixiviado tendo-se efectuado outra colheita do lixiviado após 72h que correspondeu ao total de água lixiviada. Na água lixiviada foi quantificado o P dissolvido e o P orgânico.



Figura 6 - Colunas de Lixiviação

A metodologia utilizada para a quantificação do P dissolvido e P orgânico em lixiviados foi a seguinte:

A amostra de água foi centrifugada a $9\,000\text{ m s}^{-2}$ durante 10 min (P em solução e em partículas $<0,45\text{ }\mu\text{m}$) determinando-se no sobrenadante o P dissolvido (P_d) pelo método de Murphy e Riley (1962). O P orgânico foi quantificado a partir de uma amostra de água lixiviada centrifugada de forma igual à anterior atacada a quente numa mistura de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e persulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$), sendo o P quantificado pelo mesmo método ($P_{\text{total}} - P_t$). O P orgânico resulta da diferença entre este valor (P_t) e o do P dissolvido.

Tratamento estatístico dos resultados

Para a realização da análise estatística dos resultados foi utilizado o programa STATIX 7 (Analytical Software, 2000), utilizando a análise de variância modelo fixo bifactorial completo. Utilizaram-se os seguintes níveis críticos de significância: $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**) e $p < 0,001$ (***). Efectuou-se a comparação múltipla das médias das várias modalidades através do teste de Tukey.

4. RESULTADO E DISCUSSÃO

Neste capítulo, procede-se à apresentação, análise e discussão dos resultados obtidos ao longo da realização do trabalho, relativos às propriedades analisadas no solo e teor em P na água de lixiviação.

Obteve-se por se apresentar os resultados não só através dos quadros com o tratamento estatístico. Como também em forma de gráfico, pois desta forma é possível uma visualização mais fácil da evolução ao longo do tempo dos parâmetros avaliados

4.1. Caracterização do Solo do Ensaio

Através da análise ao solo verifica-se que é um solo com textura grosseira, ácido, com um nível de fósforo muito baixo, com um teor em M.O. médio e alto em K assimilável, como se verifica na tabela 6.

Tabela 6 - Valores obtidos através da análise ao solo

Propriedade e unidades		Classificação
Textura Manual ⁵		Grosseira
pH (H ₂ O)	5,2	Ac ⁶
pH (KCl)	3,7	
Condutividade eléctrica, (1:5) dS m ⁻¹	0,027	
Matéria orgânica %	2,0	M ⁷
Fósforo “assimilável”, P ₂ O ₅ mg kg ⁻¹	20	M.B ⁸
Fósforo “Biodisponível”, P-Olsen	1,9	M.B
Potássio “assimilável”, K ₂ O mg kg ⁻¹	144	A ⁹

4.2. Caracterização do Composto utilizado no Ensaio

A caracterização do composto foi realizada na amostra seca a 80°C e crivado a 2mm, com excepção do Azoto (Total, Orgânico e Amoniacal) e dos cloretos que foram quantificados na amostra original.

Na tabela 7 apresenta-se a caracterização analítica do composto e a quantidade de elementos minerais que foram introduzidos no solo nos tratamentos efectuados no ensaio.

⁵ Grosseira – Arenosa, Arenoso-Franco ou Franco-Arenoso

⁶ Ac – Ácido

⁷ M – Médio

⁸ M.B – Muito Baixo

⁹ A – Alto

Tabela 7 - Caracterização analítica do composto e elementos minerais adicionados ao solo nos tratamentos efectuados

Parâmetros	Nº de amostra		Composto	CD1 Nut. Kg/ha	CD2 Nut. Kg/ha
Humidade a 80 °C		%	34,87		
Humidade a 105 °C		%	37,10		
pH			6,3		
Condutividade eléctrica		mS.cm ⁻¹	1,34		
Matéria Orgânica		%	41,2		
C/N			10		
C/P			17		
Azoto total	N-Total	%	1,53	43 Kg	86 Kg
Azoto orgânico	N-Org	%	1,40		
Azoto Amoniacal	N-NH ₄ ⁺	%	n.q.		
Fósforo total	P ₂ O ₅	%	1,4	60	120
Potássio total	K	%	0,64	27,3	54,6
Cálcio total	Ca	%	0,15	6,4	12,8
Magnésio total	Mg	%	0,02	0,85	1,7
Sódio total	Na	%	0,09	3,84	7,68
Cloretos	Cl ⁻	mg 100g ⁻¹	0,75		
Ferro total	Fe	%	0,72	30,7	61,4
Manganês total	Mn	mg kg ⁻¹	457	1,9	3,8
Zinco total	Zn	mg kg ⁻¹	199	0,9	1,8
Cobre total	Cu	mg kg ⁻¹	961	4,1	8,2
Chumbo total	Pb	mg kg ⁻¹	24,5	0,1	0,2
Cádmio total	Cd	mg kg ⁻¹	n.q.	-	-
Níquel total	Ni	mg kg ⁻¹	26,1	0,1	0,2
Crómio total	Cr	mg kg ⁻¹	34,4	0,1	0,2

Como se pode observar a quantidade de metais pesados e micronutrientes introduzidos no solo com a aplicação do composto são inferiores aos limites estabelecidos no Decreto-Lei nº276/2009 de 2 de Outubro.

O composto aplica ainda uma quantidade considerável de K e Ca. Em solos ácidos ou pouco ácidos, esta adição de Ca será vantajosa para a nutrição das plantas. A C/P é baixa indicando facilidade na mineralização do P orgânico.

4.3. Evolução da Matéria Orgânica e das formas de P

Neste capítulo vão ser apresentados os resultados e o seu tratamento estatístico obtidos ao longo do período de incubação.

Matéria Orgânica

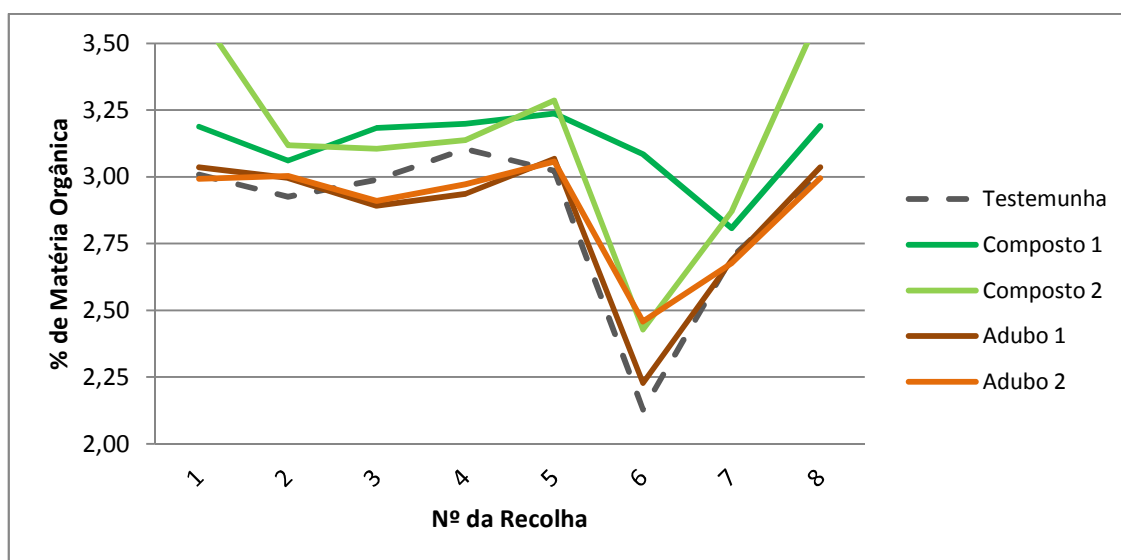


Figura 7 - Evolução da Matéria Orgânica ao longo do período de incubação

Durante o período de incubação, relativamente à matéria orgânica, verifica-se um aumento da mesma nas amostras que contêm o composto comparativamente à testemunha, como se pode verificar na figura 7, sendo superior na amostra que levou a dose menor (Dose 1 - 3,2g).

Na recolha 6 verifica-se um decréscimo da percentagem de matéria orgânica para a qual não encontramos justificação uma vez que a matéria orgânica é quantificada por incineração. Este resultado pode ter sido devido a uma falha na temperatura da mufla ou caso não haja erro analítico o resultado necessita confirmação.

Tabela 8 - Valores médios e nível de significância da Matéria Orgânica (%)

Data	31/01	15/02	01/03	14/03	29/04	13/04	28/04	09/06
Tipo de Fertilizante	1ª Recolha	2ª Recolha	3ª Recolha	4ª Recolha	5ª Recolha	6ª Recolha	7ª Recolha	8ª Recolha
C (1)	3,2	3,0	3,1	3,1	3,2	2,6	2,8	3,3
A (2)	3,0	3,0	2,9	3,0	3,0	2,3	2,7	3,0
Nível significância	0,0190 (***)	ns	0,0064 (***)	0,0031 (***)	0,0433 (*)	ns	ns	ns
Dose								
0	3,0	2,9	3,0	3,1	3,0	2,1	2,7	3,0 b
60 kg P ₂ O ₅ /ha	3,1	3,0	3,0	3,1	3,2	2,7	2,8	3,1 ab
120 kg P ₂ O ₅ /ha	3,3	3,1	3,0	3,1	3,2	2,4	2,8	3,3 a
Nível significância	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,0186 (*)
Interacção dose X produto								
Nível significância	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	(*)
0	3,0 b	2,9 a	3,0 ab	3,1 ab	3,0 a	2,2 a	2,7 a	3,0 b
CD1	3,2 ab	3,1 a	3,2 a	3,2 a	3,2 a	3,1 a	2,8 a	3,2 ab
CD2	3,6 a	3,1 a	3,1 ab	3,1 ab	3,3 a	2,4 a	2,9 a	3,6 a
AD1	3,0 b	3,0 a	2,9 b	2,9 b	3,1 a	2,2 a	2,7 a	3,1 b
AD2	3,0 b	3,0 a	2,9 ab	3,0 ab	3,1 a	2,5 a	2,7 a	3,0 b

A adição do composto em especial na dose mais elevada originou um aumento significativo no valor da MO do solo, com um valor de 3,6 % no final do ensaio (Tabela 8).

Fósforo Biodisponível, P-Al

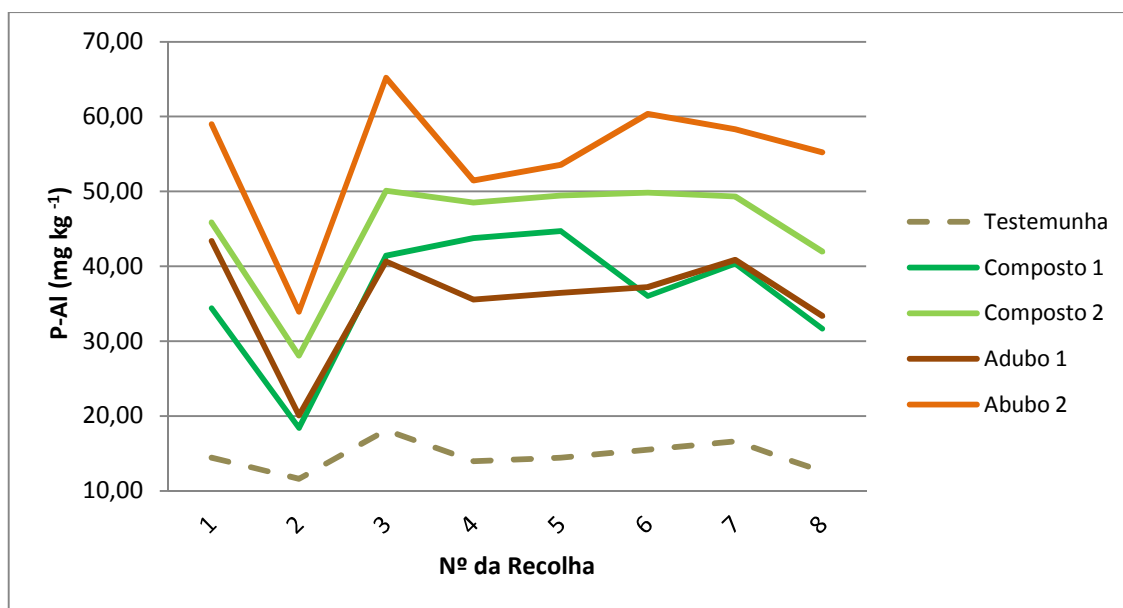


Figura 8 - Evolução do P-Al ao longo do período de incubação

No início observa-se em relação à modalidade testemunha, um aumento significativo no teor de P-Al sendo este mais acentuado na modalidade que introduziu 120 kg de P_2O_5 /ha. O decréscimo observado na recolha 2 poderá ser devido a alguma imobilização do P na biomassa microbiana ou em formas químicas menos biodisponíveis (figura 8).

Ao longo do tempo e no final do ensaio observa-se que há um aumento significativo no teor em P quando se aplica a dose mais elevada e que a quantidade de P disponibilizada pelo adubo ou composto é similar em qualquer das doses utilizadas (tabela 9).

Tabela 9 - Valores médios e nível de significância P-Al (mg P₂O₅ kg⁻¹)

Data	31/01	15/02	01/03	14/03	29/04	13/04	28/04	09/06
Tipo de Fertilizante	1ª Recolha	2ª Recolha	3ª Recolha	4ª Recolha	5ª Recolha	6ª Recolha	7ª Recolha	8ª Recolha
C (1)	31,56	19,35	36,53	35,42	36,19	33,79	35,42	28,7
A (2)	38,95	21,87	41,32	33,66	34,82	37,70	38,59	33,7
Nível significância	0,000 (***)	ns	ns	ns	ns	0,0494 (*)	ns	0,0051 (**)
Dose								
0	14,45 c	11,59 c	18,10 c	13,95 c	14,42 c	15,50 c	16,61 c	12,59 c
60 kg P ₂ O ₅ /ha	38,89 b	19,24 b	41,03 b	39,66 b	40,59 b	36,64 b	40,58 b	32,53 b
120 kg P ₂ O ₅ /ha	52,43 a	30,99 a	57,64 a	50,00 a	51,52 a	55,10 a	53,81 a	48,59 c
Nível significância	0,0277 (*)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)
Interação dose X produto								
Nível significância	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(**)
0	14,45 c	11,59 d	18,10 c	13,95 b	14,42 c	15,50 d	16,61 c	12,59 d
CD1	34,39 b	18,39 cd	41,42 b	43,78 a	44,71 ab	36,05 c	40,33 b	31,68 c
CD2	45,86 ab	28,05 ab	50,08 ab	48,52 a	49,46 ab	49,83 b	49,31 ab	41,95 b
AD1	43,39 ab	20,09 bc	40,64 b	35,54 a	36,47 b	37,24 c	40,84 b	33,39 bc
AD2	59,00 a	33,93 a	65,21 a	51,48 a	53,58 a	60,36 a	58,31 a	55,22 a

Fósforo Biodisponível, P-Olsen

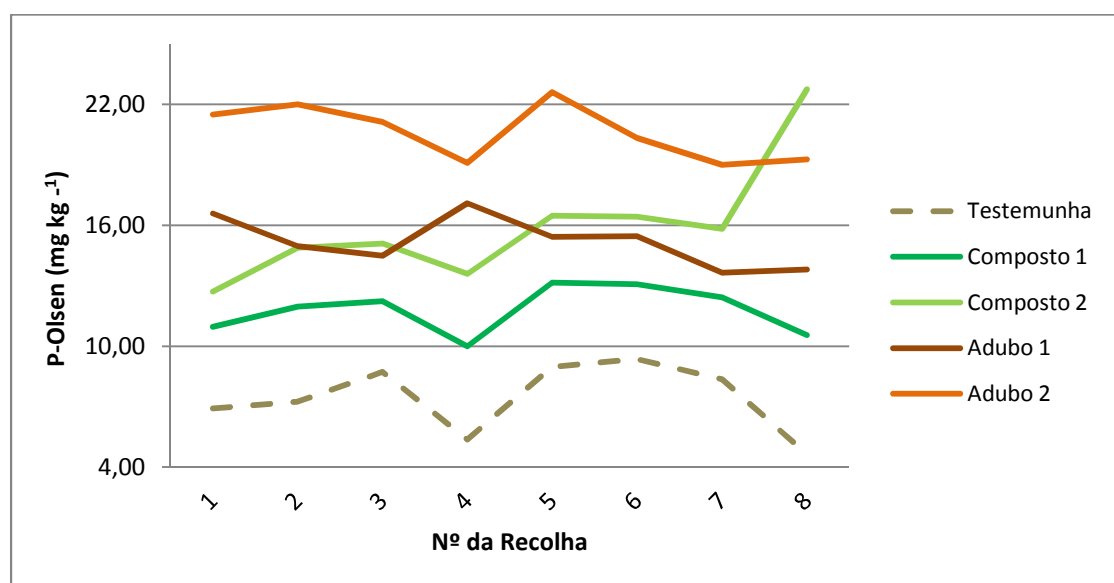


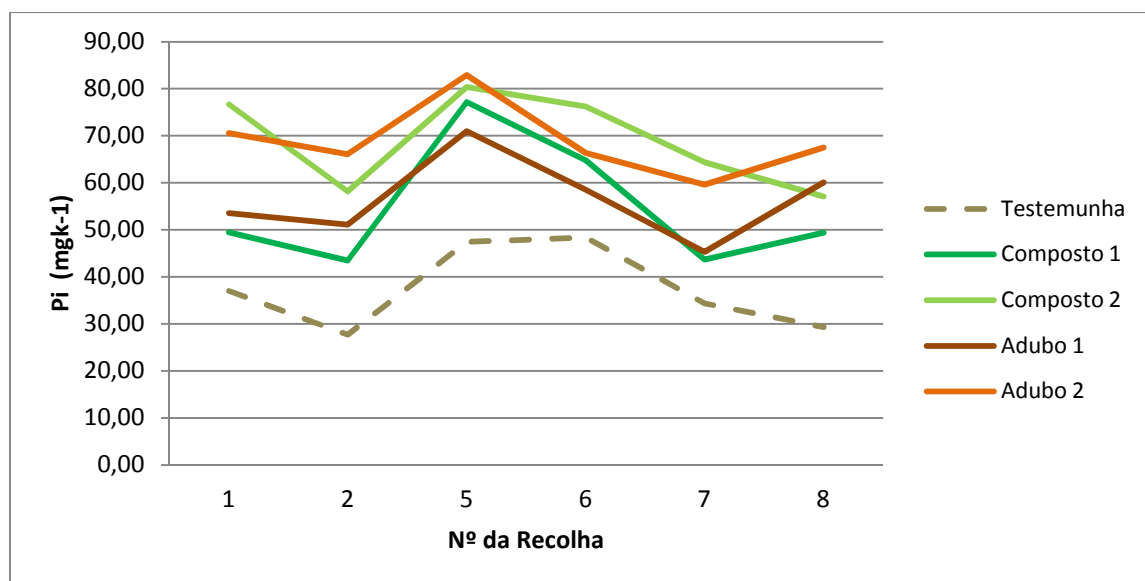
Figura 9 - Evolução do P-Olsen ao longo período de incubação

Como se pode observar pela figura 9 e tabela 10 a adição de P aumenta significativamente o seu teor no solo relativamente à modalidade testemunha independentemente da sua origem.

A dose mais elevada conduziu a um aumento significativo do P-Olsen do solo em qualquer um dos produtos adicionados. O facto de nas duas últimas recolhas se observarem diferenças significativas contraditórias entre CD2 e AD2 pode significar que o método de Olsen não tenha a capacidade de extrair formas químicas de P menos solúveis como por exemplo as precipitadas com o Cálcio, ao contrário do que poderá acontecer com o método de Egner. Como se observou na tabela 9 o valor do P-Al na modalidade AD2 é similar ao da modalidade CD2, sugerindo que o extractante ácido utilizado poderá ter solubilizado alguns fosfatos de cálcio do adubo.

Tabela 10 - Valores médios e nível de significância do P-Olsen (mg P kg⁻¹)

Data	31/01	15/02	01/03	14/03	29/04	13/04	28/04	09/06
Tipo de Fertilizante	1ª Recolha	2ª Recolha	3ª Recolha	4ª Recolha	5ª Recolha	6ª Recolha	7ª Recolha	8ª Recolha
C (1)	8,5	11,4	12,0	9,7	12,9	13,0	12,2	12,6
A (2)	13,3	14,7	14,8	12,5	15,7	15,1	13,7	12,7
Nível significância	0,0013 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,0001 (***)	0,000 (***)	(ns)
Dose								
0	1,9 c	7,3 c	8,7 c	5,4 c	9,0 c	9,4 c	8,4	4,7
60 kg P ₂ O ₅ /ha	13,8 b	13,5 b	13,4 b	11,5 b	14,3 b	14,3 b	13,0	12,2
120 kg P ₂ O ₅ /ha	17,1 a	18,4 a	18,1 a	16,4 a	19,6 a	18,4 a	17,4	21,0
Nível significância	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,0002 (***)	0,000 (***)
Interacção dose X produto								
Nível significância	(*)	(***)	(***)	(***)	(***)	(***)	(***)	(***)
0	1,9 c	7,3 c	8,7 d	5,4 d	9,0 d	9,4 d	8,4 d	4,7 e
CD1	11,0 b	12,0 b	12,2 c	10,0 c	13,2 c	13,1 c	12,4 c	10,5 d
CD2	12,7 b	14,9 b	15,1 b	13,6 b	16,5 b	16,5 b	15,8 b	22,8 a
AD1	16,6 ab	15,0 b	14,5 b	13,1 b	15,4 b	15,5 b	13,7 c	13,8 c
AD2	21,5 a	22,0 a	21,2 a	19,1 a	22,6 a	20,3 a	19,0 a	19,3 b

Fósforo Inorgânico, P_i Figura 10 - Evolução do P_i ao longo período de incubaçãoTabela 11 - Valores médios e nível de significância do P_i (mg P kg⁻¹)

Data	31/01	15/02	29/04	13/04	28/04	09/06
Tipo de Fertilizante	1ª Recolha	2ª Recolha	5ª Recolha	6ª Recolha	7ª Recolha	8ª Recolha
C (1)	54,4	43,1	68,3	63,1	42,7	44,1
A (2)	53,7	48,3	67,1	57,8	39,9	50,0
Nível significância	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Dose						
0	37,0 c	27,7 c	47,4 b	48,4 c	25,6 c	26,6 b
60 kg P ₂ O ₅ /ha	51,5 b	47,3 b	74,1 a	61,7 b	41,6 b	52,4 a
120 kg P ₂ O ₅ /ha	73,6 a	62,1 a	81,6 a	71,3 a	56,7 a	62,16 a
Nível significância	0,000 (***)	0,000 (***)	0,0006 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)	0,000 (***)
Interação dose X produto						
Nível significância	ns	ns	ns	ns	ns	ns
0	37,0 ¹⁰ c	27,7 d	47,4 b	48,4 c	25,6 c	26,6 b
CD1	49,5 c	43,4 c	77,2 ab	64,8 ab	41,4 b	48,9 a
CD2	76,7 a	58,2 ab	80,4 ab	76,3 a	61,3 a	56,8 a
AD1	53,6 bc	51,1 bc	71,0 ab	58,5 bc	41,9 b	55,9 a
AD2	70,6 ab	66,1 a	83,0 a	66,4 ab	52,1 ab	67,6 a

¹⁰ Comparação das médias ($p \leq 0,05$) utilizando o teste de Tukey

Devido à quantidade reduzida, também não se pode realizar o P-inorgânico da recolha 3 e 4 do ensaio de incubação.

Não se observam diferenças significativas entre as modalidades no teor em P_i com aplicação de fertilizante quer de composto quer de adubo. A aplicação dos fertilizantes conduziu a um aumento significativo de teor em P no solo.

Fósforo Orgânico, P_o

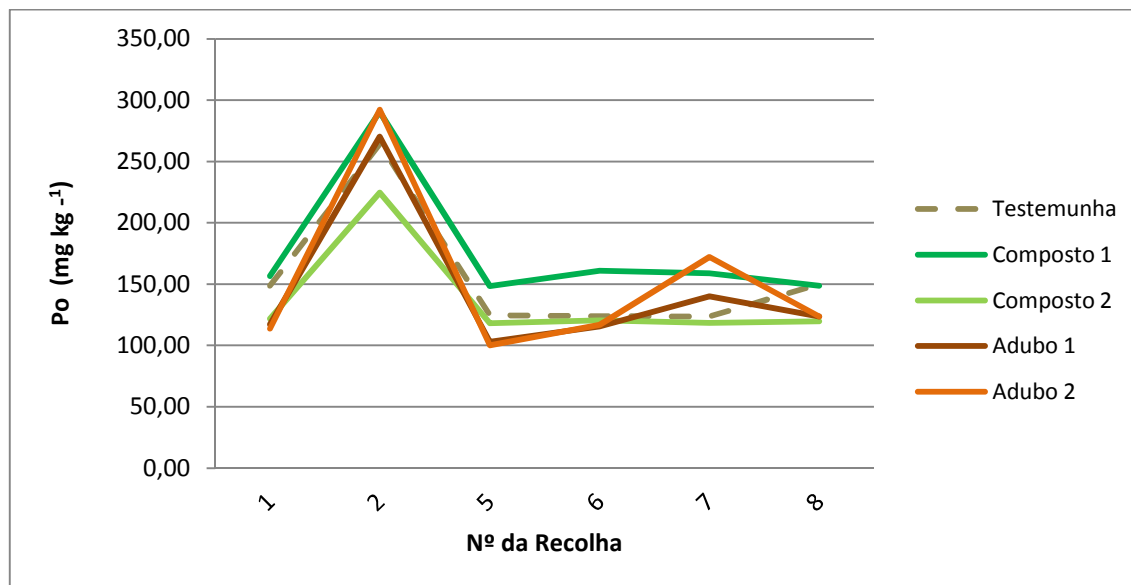


Figura 11 - Evolução do P_o ao longo período de incubação

Na recolha 3 e 4 não se conseguiu quantificar a concentração de P orgânico devido à reduzida quantidade de amostra.

A observação conjunta da evolução no solo do P-Al, P_i e P_o sustenta a hipótese de na altura da 2ª recolha ter havido transferência de P_i do solo para a biomassa microbiana (Figuras 8,10 e 11). No entanto só um fraccionamento do P nos elucidaria se também houve modificação nas formas do P_i .

Não se observaram diferenças significativas no valor de P_o entre as modalidades, mas na última recolha observa-se um aumento significativo na modalidade em que se utiliza o composto em relação ao do adubo (Tabela 12). O que está de acordo com o que se observa relativamente à matéria orgânica do solo.

Tabela 12 - Valores médios e nível de significância do P_o (mg P kg⁻¹)

Data	31/01	15/02	29/04	13/04	28/04	09/06
Tipo de Fertilizante	1 ^a Recolha	2 ^a Recolha	5 ^a Recolha	6 ^a Recolha	7 ^a Recolha	8 ^a Recolha
C (1)	149,8	285,9	141,3	146,5	147,8	151,3
A (2)	126,4	275,6	109,27	118,6	145,3	132,4
Nível significância	ns	ns	ns	ns	ns	0,0227 (*)
Dose						
0	148,7	264,2	124,7	123,7	123,7	150,0
60 kg P ₂ O ₅ /ha	136,8	280,4	125,7	138,2	149,5	136,2
120 kg P ₂ O ₅ /ha	128,9	297,7	125,5	135,9	166,6	139,4
Nível significância	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Interacção dose X produto						
Nível significância	ns	ns	ns	ns	ns	ns
0	148,7 a	264,2 a	124,7 a	123,7 a	123,7 a	150,0 a
CD1	156,5 a	290,5 a	148,5 a	160,9 a	158,8 a	148,6 a
CD2	144,2 a	303,1 a	150,8 a	155,0 a	160,9 a	155,2 a
AD1	117,0 a	270,3 a	102,9 a	115,5 a	140,1 a	123,7 a
AD2	113,7 a	292,2 a	100,2 a	116,7 a	172,2 a	123,6 a

4.4. Avaliação do Fósforo nos Lixiviados

A concentração em P dissolvido na água lixiviada não varia significativamente com o tipo de produto aplicado, em qualquer das recolhas efectuadas (após 24 ou 72h). No entanto, essa concentração varia significativamente com a dose de P aplicada, relativamente à testemunha (sem aplicação de P). Observa-se também que o valor médio em P dissolvido dos lixiviados é superior a 0,1 mg P L⁻¹ (excepto após 72h na modalidade CD1), valor considerado como limite em termos da preservação da qualidade da água como água potável. Com valores inferiores a 0,1 é possível a prevenção da contaminação dos lençóis freáticos com P contribuindo assim para a prevenção da eutrofização das águas superficiais. Observa-se que a concentração em P orgânico é sempre muito baixa e as modalidades não apresentam diferenças significativas (Tabela 13).

Estes resultados vêm também confirmar o valor de P-Olsen para o change-point em solos portugueses de 21 mg P kg⁻¹ encontrado por Horta e Torrente (2010). Como se pode observar nas modalidades CD2 e AD2 o valor de P-Olsen no solo no final do ensaio varia entre 19,3 e 22,8 mg kg⁻¹ ocasionando concentração de P nos lixiviados superior a 0,1 mg P L⁻¹. De qualquer forma estes resultados foram obtidos em laboratório, em amostras de solo perturbadas e em condições artificiais de adição de água, pelo que necessitam de confirmação em ensaios de campo.

Tabela 13 - Valores médios e nível de significância do P dissolvido e P orgânico da água após 24 e 72 horas de lixiviação

Modalidades	P _d -24h	P _d -72h	P _o -24h	P _o -72h
Produto				
C (1)	0,112	0,066	0,033	0,003
A (2)	0,149	0,111	0,028	0,001
Nível significância	(ns)	(ns)	(ns)	(ns)
Dose				
0	0,008	0,011	0,03	0,000
60 kg P ₂ O ₅ /ha	0,111	0,137	0,024	0,003
120 kg P ₂ O ₅ /ha	0,272	0,119	0,036	0,003
Nível significância	0,0081 (**)	0,0358 (*)	(ns)	(ns)
Interacção dose X produto				
0	0,008	0,011	0,030	0,000
CD1	0,098	0,068	0,038	0,005
CD2	0,229	0,121	0,030	0,003
AD1	0,124	0,207	0,010	0,000
AD2	0,315	0,117	0,043	0,003
Nível significância	(ns)	(ns)	(ns)	(ns)

O facto das modalidades com aplicação de adubo ocasionarem maior concentração de P dissolvido em solução após 72h, pode ser devido ao P que está presente no adubo sob a forma de fosfato de cálcio, poder ir sofrendo dissolução ao longo do tempo, enquanto o P dissolvido do composto poderá estar em formas adsorvidas ou precipitadas com constituintes da fase sólida do solo mas que atingem o equilíbrio mais rapidamente, diminuindo a sua posterior transferência para as águas de drenagem interna. O teor em P orgânico dos lixiviados além de ser muito baixo também não apresenta diferenças significativas entre as duas datas de amostragem (Tabela 14).

Tabela 14 - Nível de significância do P dissolvido e P orgânico da água após 24 e 72 horas de lixiviação, relativamente ao tipo de fertilizante aplicado

Modalidades	Produto	Nível significância	Horas	Média	SD	Min	Max
P _d -24 X P _d -72	Composto	0,045 (*)	24h	0,16	0,107	0,042	0,33
			72h	0,09	0,063	0,042	0,22
P _d -24 X P _d -72	Adubo	ns	24h	0,22	0,248	0,04	0,77
			72h	0,16	0,152	0,03	0,50
P _o -24 X P _o -72	Composto	0,0008 (***)	24h	0,03	0,16	0,00	0,05
			72h	3,0x10 ⁻³	7,4x10 ⁻³	0,00	0,02
P _o -24 X P _o -72	Adubo	ns	24h	0,03	0,033	0,00	0,09
			72h	1,3x10 ⁻³	3,5x10 ⁻³	0,00	0,01

O composto reduz significativamente as perdas de P dissolvido e P orgânico dos lixiviados após 72h, no entanto o valor de P dissolvido continua superior a $0,1 \text{ mg P L}^{-1}$ na modalidade CD2. No adubo não se verifica redução de P dissolvido para os lixiviados após 72h sendo esse valor superior a $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 14).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O composto apresenta na dose mais elevada ao fim de 4 meses, um teor de P biodisponível, semelhante ao obtido pela aplicação de adubo. Isto significa que a nutrição em P das culturas será assegurada de igual forma com a aplicação de adubo ou de composto nas doses referidas.

A aplicação de P ao solo traduziu-se por um aumento no teor em P dissolvido da água lixiviada independentemente da aplicação ser através do composto ou do adubo. No entanto, o composto reduz significativamente, na dose mais baixa de aplicação de P (CD1), a transferência de P para as águas de drenagem interna após 24h de lixiviação, atingindo após este período, valores inferiores ao limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ relativamente ao impacto na qualidade das águas subterrâneas. Ambos os fertilizantes, composto e adubo, não originaram um aumento significativo nas perdas de P orgânico para as águas de drenagem interna do solo.

Estes resultados sugerem que o uso deste composto como fonte P para as culturas é agronomicamente possível.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Analytical Software (2000). Statitix 7 User's Manual. Analytical Software, Tallahassee, FL. 359p.
- Ann, Y., Reddy, K., Delfino, J. 2000. Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland. *Ecological Engineering* 14: 157-167.
- Arai, Y. e D. Sparks. 2007. Phosphate reaction dynamics in soils and soil minerals: a multiscale approach. *Adv Agron* 94: 135-179.
- Bache, B. e C. Ireland. 1980. Desorption of phosphate from soils using anion Exchange resins. *J. Soil Sci.* 31: 297-306.
- Barrow, N. 1980. *Evaluation and Utilization of Residual Phosphorus in Soils. The Role of Phosphorus in Agriculture.* American Society of Agronomy. Crop Science of America. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Barrow, N. 1983. On the reversibility of phosphate sorption by soils. *Journal of Soil Science* 34: 751-758.
- Börling, K. 2003. *Phosphorus Sorption, Accumulation and Leaching. Effects of Long-term Inorganic Fertilization of Cultivated Soils.* Tese de Doutorado. Swedish University of Agricultural Sciences. Upsalla.
- Beckett, P. e R. White. 1964. The pool of labile inorganic phosphate. Studies on the phosphate potentials of soils. *Plant and Soil, The Hague* 21:253-282.
- Bray, R. e L. Kurtz. 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science* 59(1): 39-45.
- Chauhan, B.S., Stewart, J.W.B. & Paul, E.A. 1981. Effect of labile inorganic phosphate status and organic carbon additions on the microbial uptake of phosphorus in soils. *Canadian Journal of Soil Science* 61:373-385.
- Chiba, M. 2005. *Uso de Lodo de Esgoto na Cana-de-açúcar como Fonte de Nitrogênio e Fósforo: Parâmetros de Fertilidade do Solo, Nutrição da Planta e Rendimentos da Cultura.* Tese de Doutorado. Universidade de S. Paulo.
- Égner, H.; Riehm, H.; Domingo, W. 1960. Untersuchungen über die chemische Bodenanalysen als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler* 26: 199-215.
- Farina, M. e P. Channon. 1979. A comparison of several P availability indexes. *Geowissenschaften* 8: 165-169.
- Fernandes, M. e Warren, G. 1994. Exchangeable and non-exchangeable phosphate sorption in Portuguese soils. *Fertilizer research* 37:23-34.
- Fixen, P. e Grove, J. 1990. *Testing Soils for Phosphorus. Soil Testing and Plant Analysis.* 3ª Edição. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Frossard, E., Condon, L.M., Oberson, A., Sinaj, S. e Fardeau, J.C. 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environmental Quality* 29: 15-23.
- Gunary, D. e C. Sutton. 1967. Soil factors affecting plant uptake of phosphate. *The Journal of Soil Science*. 18 (1): 167-173.
- Heathwaite, A. e R. Dils. 2000. Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Science of the Total Environment* 251/252: 523-538.
- Hesketh, N. e Brookes, P. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality* 29: 105-110.
- Hingston, F., Posner, A., Quirk, J. 1974. Anion adsorption by goethite and gibbsite. II. Desorption of anions from hydrous oxides surfaces. *Journal of Soil Science* 25: 16-26.
- Horta M. C., Batista M., Roque N e Almeida J. (s,d) Environmental impact of outdoor pig production: Soil P forms evolution, spatial distribution and P losses in drainage waters. *Revista das Ciências Agrária* (em publicação).

- Horta, M. C. e Torrent. 2010. *Dinâmica do Fósforo no Solo. Perspectiva Agronômica e Ambiental*. Edições IPCB. Castelo Branco.
- Hue. N. 1995. Seawage Sludge. *J. Soil Amendments and environmental quality*. pp 199-247.
- Kleinman, P.J.A., Bryant, R.B., Reid, W.S., Sharpley, A.N. & Pimentel, D. 2000. Using the behaviour of phosphorus to identify environmental thresholds. *Soil Science* 165: 943-949.
- Jenkins, D., Horwath, W.R., and Stutz-McDonald, S. 2000. *Phosphate leaching from biosolid/soils mixtures*. WEFTEC.
- Larsen, S. 1974. Phosphorus: a limiting factors in future food production. *Netherlands Journal of Cultural Science, Wageningen* 22: 270-274.
- Lindsay, W., Vlek, P., Chien, S. 1989. *Phosphate Minerals. Mineral in Soil Enviroments*. Second Edition. Soil Science Society of America. Wisconsin.
- Lopes, A. 1998. Manual Internacional de Fertilidade do Solo. Piracicaba: Potafos. pp 51-57.
- Maguire, R., Sims, J., Coale, F. 2000. Phosphorus solubility in biosolids amended soils in the Mid-Atlantic region of the USA. *Journal of Environmental Quality* 29: 1225-1233
- McDowell, R. e N. Sharpley. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality* 30: 508-520.
- O'Connor, G., Sarkar, D., Brinton, S., Elliot, H., Martin, F. 2004. Phytoavailability of biosolids phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 33:703-712.
- Olsen, S., Cole, C., Watanabe, F., Dean, L. (1954). Estimation of Available Phosphorus in Soils by Extraction with Sodium Bicarbonate. *United States Department of Agriculture Circular* 939: 1-19.
- Olsen, S. e F. Khasawneh. 1980. *Use and Limitations of Physical-Chemical Criteria for Assessing the Status of Phosphorus in Soils. The Role of Phosphorus in Agriculture*. American Society of Agronomy. Crop Science of America. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Olsen, S. e L. Sommers. 1982. Phosphorus. *Methods of Soil Analysis, Part 2*. 2ª Edição. ASA e SSSA, Madison, Wisconsin.
- Sample, E., Soper, R., Racz, G. 1980. *Reactions of Fosfate Fertilizers in Soils. The Role of Phosphorus in Agriculture*. American Society of Agronomy. Crop Science of America. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Sharpley, A. , Chapra, S. Wedepohl, R. Sims, J.Daniel, T. Reddy, K. 1994. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *J. Environ. Qual.* 23: 437-451.
- Sharpley, A., McDowel, R., Kleinman, P. 2001. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil* 237: 287-307.
- Shen, J. , Yuan, L., Zhang, J., Li, H. Bai, Z., Chen, X., Zhang, W., Zhang, F. 2011. *Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant1*. *Plant Physiology* 156: 997-1005.
- Silva, F. e B. van Raij. 1999. Disponibilidade de Fósforo em solos avaliada por diferentes extractores. *Pesq. agropec. Brás.* 34 (2): 267-288.
- Sims, T., Simard R., Joern, B. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* 27: 277-293.
- Smeck, N. 1985. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. *Geoderma* 36: 185-199.
- Smyth, T. e P. Sanchez. 1982. Phosphate rockand superphosphate combinations for soybeans in a Cerrado Oxisoil. *Agronomy Journal* 74: 730-735.
- Sommers, L. e Sutton, A. 1980. *Use of Waste Materials as Sources of Phosphorus. The Role of Phosphorus in Agriculture*. American Society of Agronomy. Crop Science of America. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Taylor, R. e B. Ellis. 1978. A mechanism of phosphate adsorption on soil and anion Exchange resins surfaces. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 432-436.

- Tunney, H., Carton, O, Brookes, P., Johnston A. (1998). *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Tunney, H., Carton, O, Brookes, P., Johnston A. Editors, CAB International, UK.
- Turner, B. e Haygarth, P. 2000. Phosphorus forms and concentrations in leachate under four grassland soil types. *Soil Science Society of America Journal* 64: 1090-1099.
- Uehara, G. e Gillman, G. 1981. *The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge*. Westview Press, Boulder, Colorado.
- van der Zee, S., Fokink, L., van Riemsdijk, W. 1987. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Science Society of America Journal* 51: 599-604
- van der Zee, S. e van Riemsdijk, W. 1988. Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *Journal of Environmental Quality* 17:35-41.
- Varenes, A. 2003. *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Escolar Editora. Lisboa
- Veith, J. e Spozito. G. 1977. Reactions of aluminosilicates, aluminium hydrous oxides, and aluminium oxide with o-phosphate: the formation of X-ray amorphous analogs of variscite and montebrasite. *Soil Science Society American Journal* 41:516-876.
- Wang, L. e Nancollas, G. 2008. Calcium orthophosphates: crystallization and dissolution. *Chem Rev* 108: 4628-4669.
- White, R. 1980. *Retention and release of phosphate by soil and soil constituents*. Soils and Agriculture. John Wiley and Sons. New York.
- <http://dre.pt/pdf1sdip/2011/06/11600/0325103300.pdf>, acedido a 15/10/11
- <http://dre.pt/pdf1s/2009/10/19200/0715407165.pdf>, acedido a 15/10/11
- <http://dre.pt/pdf1s/2006/09/17100/65266545.pdf>, acedido a 15/10/11